

Concertation et incitations efficaces, deux objectifs incompatibles ?
Une analyse à partir du dispositif de gestion des déchets
d'emballages ménagers en France^{*}

Olivier Godard¹

Résumé

Certaines politiques publiques contemporaines sont apparemment exposées à un *double bind* : devoir être fondées sur une large concertation des autorités publiques avec les agents soumis à la régulation et sur les démarches volontaires de ces derniers ; devoir être économiquement efficaces. En effet, lorsque ces politiques sont conçues sur la base des meilleurs conseils des économistes pour rechercher l'efficacité économique, en misant notamment sur des instruments incitatifs comme les taxes, elles sont jugées inacceptables par l'industrie et les autres agents concernés (municipalités, consommateurs) et se trouvent écartées avant même de pouvoir être expérimentées, ou sont appliquées dans des conditions qui en pervertissent le sens. Lorsqu'à l'inverse elles sont fondées sur la concertation et le partenariat, les politiques retenues semblent manquer de façon non contingente des incitations appropriées pour mener les agents à l'efficacité économique collective. L'interprétation proposée attire l'attention sur les conditions initiales à réunir pour que s'engagent des comportements coopératifs et se créent les conditions d'une action commune entre des entreprises par ailleurs rivales : la non interférence avec les positions économiques *ex ante*.

C'est ce qu'illustrent les principales caractéristiques du nouveau régime de gestion des déchets d'emballage adopté en France en 1992. Après avoir décrit les différentes composantes de ce régime autour du rôle pivot tenu par la société Eco-Emballages, la communication montre en quoi les incitations qui émanent des règles qui ont été retenues ne permettent pas d'en assurer l'efficacité économique ni ne mènent le système vers la réalisation des objectifs qui lui sont assignés du point de vue du développement du recyclage. Cette faiblesse des incitations doit être rapportée au processus de négociation qui a présidé à la genèse du

* Cette communication s'appuie sur les résultats de recherches dirigées par l'auteur au CIREN sur les régimes de gestion des déchets d'emballages ménagers en Europe. Elles ont bénéficié du soutien financier de l'ADEME, du PIREVS-CNRS et du Club CRIN-Environnement pour la période 1994-1996 et de celui de la DG XII de la Commission des Communautés européennes depuis 1996 dans le cadre du programme SUSTAINWASTE coordonné par le CIREN. L'auteur remercie ces institutions pour l'intérêt qu'elles ont ainsi manifesté envers cette ligne de recherche.

¹. - Directeur de recherche au CNRS.

nouveau régime : ce dernier résulte en effet d'une proposition élaborée à la demande des autorités publiques par les milieux industriels les plus concernés, à savoir les industries de matériaux et les conditionneurs.

Cependant, la phase initiale s'étant déroulée dans un contexte marqué par l'importance des incertitudes technologiques et économiques, la situation initiale n'était pas figée. La nouvelle organisation a pu s'engager dans un processus d'apprentissage sur les coûts et les opportunités et, en fonction de l'amélioration de l'information et de l'affermissement des comportements coopératifs, serait techniquement en mesure de tolérer une plus grande transparence et une accentuation du jeu des incitations. Les règles du jeu pourraient alors être adaptées dans le sens d'une plus grande efficacité économique qui est en même temps celui d'une accentuation de la rivalité entre les partenaires. Depuis ses débuts, le système Eco-Emballages a déjà connu certains ajustements et d'autres peuvent être escomptés à l'avenir.

Pour concilier efficacité économique et démarches de partenariat, l'important semble donc résider moins dans la qualité des incitations résultant des règles initiales que dans la qualité du processus d'apprentissage qui permettrait de mettre le système sur une trajectoire institutionnelle produisant des équilibres qui se rapprocheraient des conditions d'une coordination économiquement efficace des comportements des agents.

Introduction

Selon une appréciation largement partagée par les économistes, l'efficacité économique de la plupart des instruments de politique d'environnement qui ont été introduits par les gouvernements de l'OCDE depuis la fin des années soixante laisse à désirer. Les approches administratives et réglementaires, qualifiées de « *Command And Control* » outre-Atlantique ont été sévèrement critiquées sur les deux terrains de leur défaut d'effectivité (elles souffrent d'un déficit chronique d'application, bien que d'une façon inégale selon les pays) et surtout de leur inefficacité économique (elles sont trop coûteuses au regard des performances environnementales qu'elles permettent d'atteindre). Elles constituent cependant la base des politiques d'environnement, même si elles ont souvent été complétées par d'autres instruments, en particuliers financiers (taxes affectées, redevances).

Les économistes se font généralement les avocats des instruments incitatifs, reposant sur des effets prix, sur le terrain de l'efficacité économique. Ils reconnaissent néanmoins qu'il existe des contextes dans lesquels des approches réglementaires se révèlent plus adaptées ou supérieures, par exemple la sûreté nucléaire. Leur argumentation est fondée sur la prise en compte des caractéristiques informationnelles des contextes de régulation : les autorités de régulation souffrent d'imperfections et d'asymétries d'information vis à vis des agents à réguler, imperfections et asymétries qui touchent à la fois les options techniques et les fonctions de coûts de réduction de la pollution ; aussi, les instruments économiques permettent-ils la mobilisation de l'information détenue par les agents sans requérir son transfert aux autorités. Jusqu'à présent les économistes n'ont guère été écoutés, si l'on veut bien aller au-delà des approximations et des confusions parfois volontairement entretenues sur

la nature de tel ou tel dispositif en place² : ainsi, la plupart des schémas de taxation existants n'ont retenu que la dimension financière de l'instrument, en affectant le produit des taxes à divers fonds destinés à verser des aides spécifiques. Sans doute cela a-t-il permis des améliorations par rapport à une approche administrative pure, comme cela a été empiriquement documenté par Skou Andersen (1994) dans une étude comparative de différents pays européens. Toutefois, les potentiels d'efficacité non exploités demeurent encore importants. Dans les systèmes de taxes affectées, les procédures de sélection des projets à aider ne sont généralement pas conçues pour atteindre l'efficacité économique maximale. Du point de vue de l'économie de l'information, une taxe affectée est beaucoup plus proche d'une démarche administrative que d'une taxe incitative, souffrant des mêmes limites informationnelles.

Il y a au moins trois sources principales au maintien d'un écart durable entre les recommandations des économistes et les choix concrets d'instruments de politiques :

- l'hostilité de principe des milieux industriels à toute mesure de taxation qui se traduirait, au-delà de l'effet incitatif, par un transfert à la collectivité des rentes dégagées par l'usage gratuit de l'environnement ;
- la volonté des agents de l'administration de préserver leur pouvoir discrétionnaire, qui serait battu en brèche par l'action d'un mécanisme économique sur lequel ils ne devraient pas intervenir ;
- la manière dont les milieux associatifs et politiques attachés à la protection de l'environnement se focalisent sur l'obtention de mesures législatives et réglementaires dures, dont ils attendent des certitudes quant aux performances environnementales, même si ces attentes paraissent illusoires à nombre d'observateurs.

Pour sortir de telles situations de blocage, une première voie est de chercher à enrichir l'argumentaire classique sur les instruments incitatifs comme les taxes et les permis négociables pour prendre en compte la manière dont ils peuvent s'insérer dans une logique de résolution de problèmes, la seule à faire sens pour l'ensemble des acteurs partie prenante du système de régulation publique de l'environnement (Godard, 1997c) : au-delà des propriétés d'efficacité économique que soulignent les économistes, ce qui importe pour les acteurs c'est la capacité du nouvel instrument à apporter des solutions aux problèmes qu'ils perçoivent et dont ils ne parviennent pas à trouver la solution au sein du régime instrumental en place. C'est ainsi que les américains sont sortis des blocages potentiels du *Clean Air Act* de 1970 en expérimentant différentes formules de flexibilité généralement classées dans la famille des permis négociables³

². - Il en va ainsi des agences de l'eau en France. Elles vivent depuis leur création sur l'idée qu'elles répondraient aux canons de l'efficacité économique parce qu'elles font payer des redevances sur les prélèvements d'eau et sur les rejets polluants. La réalité est assez différente de cette imagerie, comme l'a mis en évidence le rapport d'évaluation récemment réalisé par le Commissariat général du Plan pour le compte du gouvernement (CGP, 1997) : en l'état actuel, les agences ne sont pas organisées pour atteindre au moindre coût les objectifs fixés par les pouvoirs publics.

³. - Tels qu'ils ont été mis en œuvre aux USA, les permis négociables ont permis d'introduire de la souplesse dans un régime sur-réglémenté qui pouvait déboucher sur une paralysie du développement économique dans certaines régions, la Californie tout particulièrement, qui, connaissant une forte croissance économique, ne parvenaient pas à respecter les normes de qualité de l'air fixées par les autorités fédérales. Par la suite, lors de la réforme du *Clean Air Act* de 1990, le choix de procéder à une allocation initiale de permis de façon gratuite et à peu près

Une autre voie est proposée par certains spécialistes qui préconisent le recours à une « troisième génération » d'instruments de politique (Dente, 1995), avant même d'attendre que la deuxième génération ait vraiment été explorée et expérimentée à grande échelle. Cette troisième génération d'instruments serait fondée sur l'information, la persuasion, la négociation, la coopération et les démarches volontaires. Les propriétés d'efficacité de ces instruments, en tant que substituts aux autres instruments, n'ont pas encore été démontrées. L'argument généralement mis en avant est le suivant : en facilitant l'implication des firmes dans le processus d'élaboration politique, les autorités accroissent la motivation des responsables d'entreprises à réaliser les objectifs environnementaux fixés, en même temps qu'elles bénéficient de l'information échangée par ces responsables pour concevoir une politique réellement adaptée aux conditions économiques du monde réel (Glachant, 1994). Les accords volontaires sont alors vus comme un moyen de réduire les difficultés d'application et d'accroître l'effectivité de mesures qui, faisant l'objet d'un accord, seront tenues pour légitimes par les agents. Dans le même sens, la Commission européenne (1996) discerne trois principaux avantages à ces accords : ils encouragent une attitude proactive de l'industrie ; ils favorisent l'adoption de solutions efficaces et sur mesure ; ils permettent une réalisation plus rapide des objectifs.

On peut néanmoins faire valoir que, pour se produire, un résultat aussi heureux demande au moins deux conditions : que les autorités publiques affirment une volonté ferme d'obtenir un certain résultat et émettent des menaces crédibles pour obtenir la prise au sérieux de l'accord ; que soit mis en place un jeu d'incitations de nature à modifier réellement les motivations et les intérêts des firmes. Ces instruments de troisième génération peuvent faciliter l'élaboration de politiques environnementales plus qu'ils n'ont vocation à remplacer les instruments des générations précédentes et en particulier les instruments économiques (Godard et Beaumais, 1994). D'ailleurs la Commission européenne suggère qu'on les dote d'une forme contraignante, d'objectifs quantifiés et d'objectifs intermédiaires, d'un contrôle de l'exécution et de la publication à la fois de l'accord et des résultats atteints, en vue d'en assurer la transparence.

Plusieurs initiatives politiques ont été prises dans plusieurs pays d'Europe au début des années quatre-vingt-dix dans le domaine de la gestion des déchets en vue de développer différentes formes de valorisation des matériaux et de l'énergie que ces déchets contiennent. Des dispositifs institutionnels particuliers ont été mis en place pour promouvoir la valorisation des déchets d'emballage. Encadrés par des objectifs quantifiés et des calendriers définis par les autorités publiques, sont apparus en Allemagne puis en France de nouveaux organismes spécialisés ayant pour vocation de développer la valorisation optimale de ces types de déchets qui sont les premiers responsables de la forte croissance du flux annuel de déchets ménagers observée en Europe depuis deux décennies. Animés par une perspective d'entreprise privée, ces organismes assurent un certain nombre de missions autour d'une fonction centrale qui est

proportionnelle à l'activité passée est apparu comme le moyen politique d'éviter la formation d'une coalition d'opposant actifs dans le milieu des entreprises (Godard, 1994, 1997b). Cette solution revient à accorder aux firmes polluantes un droit de propriété implicite sur l'environnement. Sur le fond, elle n'est pas en accord avec les principes généraux formulés en France. Ainsi, la loi Barnier de 1995 sur le renforcement de la protection de la nature reprend et amplifie les formulations de la loi de protection de la nature de juillet 1976 en faisant des espaces, ressources et milieux naturels, des sites et des paysages, des espèces animales et végétales, de la diversité et des équilibres biologiques auxquels ils participent des éléments du patrimoine commun de la nation.

le financement de filières de collecte sélective, de tri et de valorisation des déchets d'emballages. Concrètement ils reçoivent des contributions volontaires de la part d'entreprises adhérentes et financent en contrepartie les différents maillons des filières de valorisation, parmi lesquelles le recyclage occupe une place critique. Ces dispositifs fournissent des cas d'étude tout à fait intéressants pour qui s'intéresse à la manière dont différents instruments sont utilisés et combinés dans un contexte dominé par le souci de concertation et de coopération de la part des autorités, et par l'engagement d'approches volontaires de la part des milieux industriels.

Cette communication s'appuie sur l'examen du dispositif adopté en France pour promouvoir la valorisation des déchets d'emballage. Elle insiste sur l'analyse du contenu en incitations de ce dispositif. Elle fait ressortir (a) l'écart entre les objectifs de référence initiaux et la performance de recyclage qui peut être atteinte ; (b) le manque d'incitations appropriées pour que les agents soient conduits à atteindre collectivement un équilibre économiquement efficace, celui qui résulterait d'une intégration adéquate des coûts environnementaux (coûts de traitement et coûts externes résiduels) dans les différents secteurs économiques concernés.

D'où viennent cet écart et ce manque ? L'hypothèse proposée est qu'ils doivent être rapportés aux conditions dans lesquelles le nouveau dispositif a été conçu et négocié au sein des milieux industriels puis entre l'industrie et les autorités publiques. Le fait d'avoir demandé à l'industrie d'élaborer les règles du jeu du nouveau dispositif n'est pas étranger aux faiblesses initiales du dispositif sur le terrain des incitations, pour des raisons qui seront indiquées. Cependant, la nouvelle organisation peut bénéficier de l'apprentissage collectif apporté par l'expérience des premières années de fonctionnement. Le dispositif est en effet doté de procédures de révision des règles qui peuvent être mises à profit pour corriger les faiblesses initiales. Les acteurs du système sauront-ils cependant inventer la trajectoire d'ajustements progressifs qui permettrait d'améliorer l'efficacité économique d'ensemble du régime ?

La première section situe la perspective théorique adoptée, établissant un lien entre la manière dont un dispositif est élaboré et sa performance économique au stade de l'application. La deuxième section décrit l'organisation du dispositif français de gestion des déchets d'emballages ménagers. Dans la troisième section, l'attention est portée sur vers la cohérence et le contenu en incitations des principales composantes du dispositif (soutiens au recyclage, contributions payées sur les emballages, conditions de reprise des matériaux collectés par les recycleurs). Dans la quatrième section, on s'intéresse aux mécanismes par lesquels l'apprentissage collectif par l'expérience peut introduire des ajustements dans le dispositif.

1. Trajectoires institutionnelles, efficacité économique et cadre d'action commune

Les deux points de vue opposés des sciences économiques et des sciences politiques

De nombreuses divergences dans l'évaluation des politiques publiques trouvent leur origine dans les différences des univers théoriques à partir desquels est conduite l'analyse du processus de changement des politiques. On peut sérier ces effets en partant de l'opposition entre les points de vue respectifs des sciences économiques et des sciences politiques. Une bonne part des analyses économiques des politiques d'environnement est construite sur le postulat que le choix d'un nouvel instrument de politique est - ou devrait être - guidé par la recherche de l'efficacité économique. Par hypothèse, le décideur public est alors considéré comme mu par la recherche de ce type d'efficacité. De ce point de vue, l'identification de l'instrument le plus efficace est une affaire de contexte dans lequel l'instrument doit opérer : le nombre d'agents à réguler, les asymétries d'information, l'hétérogénéité des coûts, les pentes respectives des courbes de dommage marginal et de coût marginal d'épuration en situation d'incertitude, la variété des options pratiques à la disposition des agents, l'impact sur le développement technologique et la standardisation (Godard et Beaumais, 1994). Quant aux choix réels, ils vont dépendre du contexte présidant à l'élaboration du nouvel instrument (accès à l'information des différents acteurs associés à cette élaboration, coopération horizontale et verticale entre les firmes et les autorités publiques) (Glachant, 1994 ; Lévêque, 1996). Dans un monde concurrentiel, on pourrait escompter que les solutions inefficaces fussent éliminées et remplacées par des solutions plus efficaces. Cependant, les choix publics échappent souvent à la mise en concurrence adéquate des différentes options et s'exposent à l'emprise des lobbies, puis à la capture des politiques par les agents à réguler. D'où une ligne d'analyse nourrie sur les défaillances de l'État comme institution d'allocation de ressources rares.⁴

D'un point de vue positif, les sciences politiques insiste pour leur part sur le fait que les choix de politiques publiques dépendent davantage des traits singuliers du cadre institutionnel que des caractéristiques objectives des problèmes à résoudre. Les nouvelles politiques ne sont pas élaborées à partir d'une analyse des problèmes pris en eux-mêmes, mais en réaction aux conséquences de politiques précédentes. Aux dires de certains, ces politiques sont marquées par des styles nationaux repérables dans différents domaines d'intervention publique (Merrien, 1993). D'autres insistent sur l'effet structurant des pratiques rhétoriques (Majone, 1989) ou sur la correspondance entre les politiques et les institutions qui les mettent

⁴.- Cette double position, postulant d'un côté un État voulant maximiser le bien-être collectif et de l'autre la présence d'importantes imperfections du processus public de décision, n'est pas sans soulever des problèmes de cohérence analytique qui peuvent déboucher sur des hypothèses trompeuses. Ainsi, dans leur analyse des accords volontaires, Whiston et Glachant (1996, p. 169) postulent le partage d'un but commun entre le gouvernement et l'industrie dans le choix des moyens pour atteindre des objectifs donnés, tandis que la définition de ces derniers est perçue comme conflictuelle. Ce but commun serait de minimiser les coûts totaux de la réalisation des objectifs. Il s'agit là à l'évidence d'un postulat plus que d'une proposition empiriquement validée. Elle conduit finalement à attribuer au processus de négociation entre industrie et gouvernement des propriétés d'efficacité qu'on aurait peine à trouver dans des contextes réels.

en œuvre, ces dernières étant alors comprises comme la fixation de compromis particuliers entre plusieurs des univers de justification légitime qui opèrent dans les sociétés occidentales contemporaines ('industriel', 'civique', 'marchand', 'domestique', 'inspiré', 'de l'opinion') (Boltanski et Thévenot, 1991). De ce point de vue, le critère de l'efficacité économique apparaît seulement comme un élément additionnel de la rhétorique moderne sur les politiques publiques, sans avoir d'effet décisif sur les choix réalisés car il peut être interprété et traduit de multiples manières selon les contextes institutionnels : la pluralité des écoles et les controverses qui animent de manière récurrente la communauté des économistes sur la conduite des affaires publiques permettent aux acteurs des politiques publiques d'utiliser en tant que de besoin la rhétorique économique sans être prisonniers de ce cadre, ni des recommandations formulées par les uns ou par les autres.

La voie de l'incorporation d'instruments économiques efficaces dans des trajectoires institutionnelles

Existe-t-il une manière d'établir un pont entre les deux points de vue précédemment distingués ? Cela semble possible en utilisant le concept de 'trajectoires institutionnelles' (Godard, 1995). Ce concept vise à appréhender les marges du changement qui peut être introduit dans un dispositif donné en les rapportant aux caractéristiques principales héritées du régime de régulation antérieur. Du fait des 'investissements de forme' (Thévenot, 1985) coûteux qui ont été incorporés par couches successives dans ce dispositif, vouloir le changer en bloc apparaît le plus souvent comme une perspective inaccessible. Il faudrait qu'un tel changement radical réponde, aux yeux de l'ensemble des acteurs, à une nécessité impérieuse ou qu'il soit le moyen de capter des bénéfices considérables pour avoir des chances d'être réalisé. Aussi, dans la plupart des cas, l'innovation dans les politiques ne sera introduite qu'à la marge des règles existantes, faisant de la compatibilité avec les principaux traits du cadre existant une condition critique de son adoption.

Les économistes doivent alors en tirer une conclusion simple : la principale motivation⁵ de l'engagement d'acteurs influents en faveur de changements dans les dispositifs de régulation publique n'est pas la recherche de l'efficacité économique, mais une logique de résolution de problèmes. Contrairement à une représentation courante qui fait du problème à résoudre un donné ou une évidence première partagée par tous, sa définition relève d'un arbitrage entre des manières différentes de construire un problème d'action en univers controversé (Godard, 1997a). Chacune d'elles est d'abord reliée aux types d'intéressement propres aux différents acteurs, pas à une définition objective, scientifique et extra-sociale des questions d'environnement ou de ce que serait l'efficacité économique.

Bien entendu certains acteurs peuvent trouver avantage à l'utilisation de la rhétorique de l'efficacité économique pour parvenir à leurs fins, comme lorsque un ministère des finances cherche à imposer des coupes budgétaires à des ministères dépensiers ou que des

⁵.- Il peut se trouver que l'efficacité économique des politiques publiques soit l'enjeu affiché dans un débat préalable à une réforme. Comme tout enjeu, celui-ci est construit par certains acteurs en vue de parvenir à des fins spécifiques. L'émergence, récente en France, d'une demande, venant de la part de ministères sectoriels (industrie, équipement, etc.) ou de grandes entreprises, pour la réalisation d'évaluations économiques des coûts externes environnementaux en fournit un bon exemple.

associations de défense de l'environnement veulent empêcher la réalisation d'un projet d'aménagement (Henry, 1984). Cela ne change rien au fond de l'analyse, dont l'essentiel réside dans l'écart entre la préoccupation pour l'efficacité économique qui anime les économistes et les objectifs que poursuivent les acteurs ayant une influence sur les changements des politiques publiques.

Ainsi, pour qu'une trajectoire institutionnelle incorpore des instruments économiquement efficaces, il faut bien que ces instruments présentent d'autres qualités pratiques qui les rendront attractifs aux yeux des acteurs pour résoudre les problèmes que ces derniers se posent. S'ils veulent emporter l'adhésion des acteurs des politiques publiques, les économistes intéressés à voir se développer l'usage d'instruments économiquement efficaces ont d'abord à démontrer la capacité de ces instruments à s'intégrer aux traits essentiels du contexte institutionnel en place et à résoudre les problèmes en jeu.

Le double bind auquel sont soumises les politiques publiques

Les politiques publiques d'environnement sont aujourd'hui exposées à une double injonction : reposer sur le dialogue et la concertation avec les agents concernés, et en premier lieu les entreprises ; devoir être économiquement efficaces. Et si ces deux injonctions n'étaient pas compatibles ? Deux lignes d'argumentation sous-tendent l'analyse proposée ici :

- Les conditions de concertation et de coopération entre les acteurs parties prenantes d'une réforme lors de la phase d'élaboration de cette réforme ont une influence critique sur l'effectivité et l'efficacité économique de la politique quand est venu le moment de l'appliquer ; l'amont et l'aval du processus de régulation publique ne peuvent pas être disjoints. C'est en amont que se noue la confiance ou s'engendre la défiance, que se forment les attentes de base sur la distribution légitime des droits et que s'affirme la crédibilité d'un nouveau régime de régulation. Les effets en seront ressentis au stade de l'application : les agents régulés vont-ils jouer le jeu ou se comporter de façon à le vider de sa substance ? Ainsi, dans le contexte des politiques publiques contemporaines, imposer de façon autoritaire un nouvel instrument économique aux industriels peut déboucher sur un faible niveau d'application ou sur des effets pervers involontaires, selon les cas⁶. Dans les deux hypothèses, l'efficacité économique qui justifiait l'instrument et son mode d'introduction s'en trouvera affectée de façon négative.
- Associer les milieux industriels concernés à l'élaboration d'un nouveau régime de régulation, voire leur déléguer la conception de ce régime, pour le rendre acceptable à leurs yeux, conduit vraisemblablement à un dispositif qui manquera des incitations nécessaires pour réaliser un équilibre économiquement efficace dans la répartition des ressources. Cette déficience est à rapporter à trois aspects du contexte d'interaction

⁶.- Ainsi, un système de permis négociables pourra souffrir du premier défaut, comme l'a montré la première expérience américaine dans les années 1977-1990 où la forte défiance réciproque des entreprises et des agents de l'administration ont conduit, d'un côté, à une accumulation d'exigences et de restrictions aux transactions, et de l'autre, à une utilisation limitée des possibilités de transactions (Godard, 1994). L'introduction forcée d'une taxe incitative pourrait plutôt conduire au deuxième type d'effets (rétorsions sur d'autres enjeux d'intérêt public, fermetures d'usines, délocalisations industrielles ou transfert de sièges sociaux dans des pays plus « accueillants »...).

préalable à l'adoption d'un nouveau dispositif : (a) la sélectivité de la concertation au regard de l'ensemble des intérêts concernés ; (b) les insuffisances de l'information sur la technologie et les coûts (inexistence partielle et non transparence) ; (c) les contraintes spécifiques d'élaboration d'un cadre d'action commune. Reprenons ces trois points :

Concertation et coopération sont toujours partielles et sélectives au regard des groupes d'intérêts associés. Cela tient à des raisons pratiques d'organisation, mais aussi plus fondamentalement à la nature du processus politique dans un régime démocratique : il s'agit de trouver des majorités et d'éviter la formation de minorités de blocage. Déterminer qui associer à l'élaboration et à la mise en œuvre d'une politique est en soi une variable critique de la définition des politiques (Dente, 1995). Seuls les groupes d'intérêts organisés qui acceptent les buts généraux de la politique visée sont associés. En sont exclus les inorganisés et les opposants radicaux. Aussi les règles qui pourront être jugées acceptables par ceux qui ont été associés à leur élaboration pourront néanmoins être désavantageuses pour les autres groupes : il est généralement assez facile pour les premiers de s'entendre pour transférer une part significative du fardeau sur les groupes silencieux et non représentés. Par exemple, le concept de responsabilité partagée mis en avant dans les milieux industriels pour la gestion des déchets vise à transférer une partie des coûts associés à la gestion de ces déchets sur d'autres agents (collectivités locales, contribuables), contrairement au principe pollueur payeur⁷ ou à l'obligation d'élimination des déchets qui pèse depuis la loi sur les déchets de 1975 sur les producteurs de produits manufacturés, même lorsque les produits en question ont été cédés à des tiers.

Ensuite, le type de concertation et de coopération entre les autorités publiques et les agents économiques que l'on considère ici prend place dans des contextes où l'information est initialement insuffisante pour calculer les allocations optimales de premier rang. L'information sur les coûts n'est pas de connaissance commune. Certes, propositions et contre-propositions durant la phase d'échanges fournissent, par tâtonnement, les moyens d'échanger de l'information sur la situation et sur les positions des différents acteurs associés au processus (Glachant, 1994). Cependant les évaluations des différentes sortes de coûts supportés par différentes catégories d'agents demeurent généralement partielles, controversées et stratégiques, ce qui en fait une situation éloignée du contexte d'information parfaite et partagée sur les coûts internes et externes qui préside au raisonnement coasien sur l'efficacité des schémas de négociation directe, dès lors que l'incertitude sur les droits respectifs des parties est levée (Coase, 1960). De plus le fait que les différentes parties aient, au-delà des asymétries d'information, à affronter le même type d'incertitude sur le devenir du contexte de leur activité crée un intérêt commun à construire un cadre d'action commune afin de réduire par la convention une incertitude qui pourrait difficilement être réduite par une démarche de connaissance puisque cette dernière conduirait à un jeu spéculaire d'anticipations sur les anticipations des autres.

Il faut enfin compter avec les contraintes spécifiques à l'élaboration d'un cadre d'action commune entre des agents qui sont par ailleurs des rivaux sur les marchés. Vouloir

⁷.- Selon la définition donnée par l'OCDE en 1972, ensuite reprise par la Communauté européenne, le principe pollueur payeur consiste à imputer aux pollueurs la charge des dépenses résultant des mesures prises par les autorités publiques pour que l'environnement soit dans un état acceptable (OCDE, 1975). Il ne s'agit donc pas d'un principe de responsabilité pour le dommage écologique ni directement d'un principe d'imputation des dommages externes, qui correspondrait au concept économique d'internalisation des effets externes.

associer les entreprises industrielles de façon régulière à la politique publique implique que ces entreprises nouent entre elles des relations suivies de coopération. A cette fin, il leur faut élaborer un intérêt commun durable et forger une volonté commune de poursuivre la coopération en dépit des incertitudes de base sur les contextes futurs de l'action. Pour parvenir à un tel résultat, elles ont d'abord à neutraliser leur rivalité courante. Dans différents contextes étudiés, cela est obtenu par un gel des positions économiques précédemment acquises dans la compétition. La rationalisation qui en est donnée est que le nouveau régime ne doit pas interférer avec les conditions de la concurrence, c'est à dire, concrètement, ne pas modifier les termes préexistants de la concurrence entre firmes, entre matériaux ou entre filières techniques. Si cette neutralisation n'était pas obtenue, certaines parties pourraient ne pas participer davantage au processus de concertation ni accepter de soutenir l'accord qui se ferait sur de nouvelles règles du jeu, puisqu'elles se percevraient elles-mêmes comme des perdants nets du changement. L'incapacité à trouver un accord sur une base jugée équitable de différenciation dans le partage des coûts pousse généralement à retenir pour règle de répartition un pourcentage uniforme pour tous.⁸

A l'opposé, l'internalisation des coûts de traitement des déchets et des coûts externes résiduels par les agents dont dépend la création des flux de déchets nécessiterait un changement des conditions préexistantes de concurrence afin de refléter la vérité des coûts, puisque tous les matériaux, toutes les filières et tous les produits n'engendrent pas de tels coûts dans les mêmes proportions. En ce sens, l'élaboration d'un cadre d'action commune apparaît bien initialement antagoniste de la mise en place des incitations requises pour atteindre une allocation économiquement efficace.

Ce n'est que lorsqu'une communauté trans-sectorielle entre des acteurs ayant des intérêts conflictuels s'est constituée, stabilisée et équipée institutionnellement que ses participants peuvent éventuellement envisager des différenciations dans les traitements individuels qui rompent avec l'équilibre préexistant et qui ne fassent pas l'objet de compensations. Une telle manière de faire n'est pas du tout acquise dans la fragile phase initiale d'amorce durant laquelle se définissent les premières règles du jeu.

Le développement dans la durée d'un cadre d'action commune laisse donc augurer de la possibilité d'un apprentissage collectif facilitant l'atteinte d'une efficacité économique d'abord inaccessible. Pour y parvenir, cet apprentissage doit se déployer simultanément sur le terrain de la réduction des incertitudes et de la capacité du dispositif à absorber les implications relationnelles d'une plus grande transparence dans la distribution des coûts et des efforts : la solidification institutionnelle du cadre, la confiance établie progressivement à l'occasion des échanges noués dans le cadre émergent d'action commune rendent progressivement acceptables une plus grande transparence sur la répartition des coûts et des avantages et une révision des règles et des engagements initiaux. En effet, l'amélioration de la transparence des coûts et bénéfices représente d'abord une menace pour le cadre d'action commune : d'un côté elle affaiblit l'une des raisons d'être de l'action commune qui est de faire face à une incertitude commune ; de l'autre côté, par son effet de dévoilement, elle réactive les sources de conflit et réalimente les démarches de dénonciation des accords

⁸.- Ainsi le Protocole d'Helsinki sur la pollution atmosphérique transfrontalière à grande distance a-t-il donné naissance au Club des -30%, ensemble des pays s'étant engagés à réduire chacun leurs émissions de SO₂ d'au moins 30% de 1980 à 1993.

précédemment conclus. Dans le même temps, la disposition d'une meilleure information sur les coûts internes et externes de chaque activité est la condition d'un ajustement des règles qui permette au système de se rapprocher d'un dispositif économiquement efficace. Encore faut-il que le cadre d'action commune résiste à l'accentuation des tensions internes qu'une plus grande transparence peut provoquer. Il faut donc que, parallèlement, ce cadre soit progressivement renforcé sur le terrain des procédures et des règles ou du tissu d'interdépendances liant objectivement les acteurs entre eux, pour que les stratégies de défection ne deviennent pas payantes pour ceux qui se découvriraient les perdants du jeu commun.

Les trajectoires d'apprentissage collectif peuvent très bien ne concerner que les paramètres qui sont pertinents pour les acteurs directement parties prenantes de l'action commune, ici l'engagement d'une réforme d'un dispositif public, sans prendre en charge la situation de ceux qui sont exclus du processus d'association. Dans une procédure de concertation avec certains milieux industriels, l'attention peut ainsi être focalisée sur la réduction des coûts industriels du nouveau régime, sans prendre en compte les coûts supportés par d'autres catégories d'agents. L'amélioration de l'efficacité économique d'ensemble n'est donc pas garantie et ne peut théoriquement venir que d'un processus de concertation où l'ensemble des groupes d'intérêts pertinents se trouveraient représentés.

L'évolution des règles au sein de l'Union européenne ou les protocoles successifs d'application de la Convention de Genève sur la Pollution Transfrontalière à Longue Distance fournissent des exemples empiriques d'un processus d'ajustement des règles donnant progressivement plus de poids aux considérations d'efficacité économique à l'intérieur d'un cadre d'action commune. Une telle évolution peut cependant être stoppée net à la suite d'un affaiblissement du cadre commun, si certaines parties estiment ne pas bénéficier d'un traitement équitable et contrôlent suffisamment de ressources stratégiques pour envisager de faire défection.

Tel est le cadre théorique à partir duquel il est proposé d'interpréter le dispositif de gestion des déchets d'emballage adopté en France autour de la société Eco-Emballages.

2. Les principales caractéristiques du régime français de gestion des déchets d'emballage

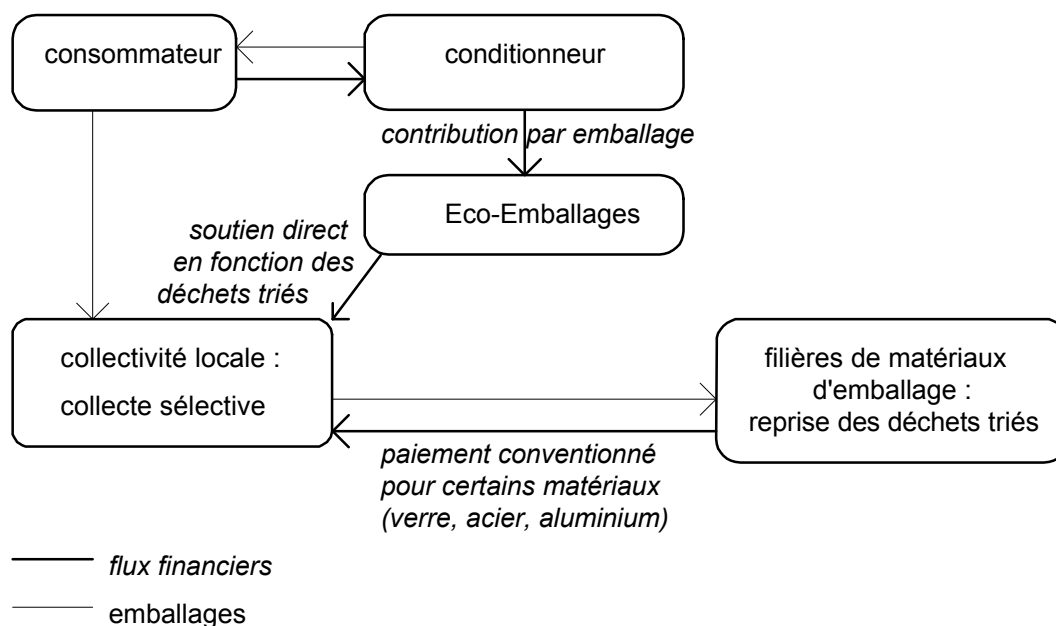
La nouvelle organisation de la gestion des déchets d'emballages ménagers a été adoptée en France en 1992 (Whiston and Glachant, 1996 ; Defeuilley and Godard, 1997, 1998 ; Buclet et al., 1997). L'élément clé de ce nouveau dispositif, établi par un décret pris en avril 1992, est l'institution d'une nouvelle obligation pesant sur les firmes (producteurs, importateurs) utilisant des emballages, les conditionneurs, d'assurer l'élimination des déchets d'emballages dont ils sont responsables. Deux solutions leur sont offertes : mettre en place eux-mêmes un système de récupération (consigne, collecte) de leurs emballages en vue de leur élimination ; adhérer à un consortium agréé par les pouvoirs publics qui prendra en charge, moyennant le versement d'une contribution volontaire, les obligations d'élimination des déchets qui leur incombent. Dans leur grande majorité, les industriels ont opté pour la seconde solution en adhérant à Eco-Emballages.

En sus, un objectif général de valorisation des déchets d'emballages ménagers est posé. Les options techniques à utiliser pour atteindre cet objectif ne sont pas spécifiées : cette valorisation peut prendre la forme d'une valorisation "matière" (c'est-à-dire le recyclage proprement dit), d'une valorisation "énergétique" (l'incinération avec récupération d'énergie), d'une valorisation "biologique" (compostage des papiers-cartons), etc. La liberté de choix revient aux collectivités locales, qui gardent la responsabilité de la collecte et du traitement des déchets ménagers que leur attribuait la loi sur les déchets de 1975. Toutefois, les autorités publiques affichent le souhait (sans que cela se traduise par une obligation réglementaire) que cette valorisation s'effectue dans une large proportion par du recyclage.

Un nouveau consortium : Eco-Emballages

La société Eco-Emballages est une société privée, dont le capital est détenu majoritairement par les conditionneurs et, de façon minoritaire, par les distributeurs et les filières de matériaux (les producteurs de matériaux). La société a été agréée par les pouvoirs publics en novembre 1992 pour une période de six ans renouvelable, et révisable tous les trois ans. L'agrément peut être retiré si la société ne répond pas aux objectifs fixés. L'arrêté d'agrément précise qu'un taux de valorisation de 75% des déchets d'emballages ménagers doit être atteint en 2002 (c'est-à-dire au bout de 10 ans). L'arrêté d'agrément d'Eco-Emballages de 1992 précise qu'il est « pris acte de l'hypothèse avancée [par Eco-Emballages] selon laquelle cette valorisation pourrait être assurée pour les trois quarts sous forme de recyclage et pour le reste par une valorisation énergétique ».

Le dispositif Eco-Emballages



source : Defeuilley et Quirion, 1995, p. 72

Les industriels qui adhèrent au consortium payent une contribution sur chaque emballage mis sur le marché et reçoivent en échange le droit d'y apposer un « point vert ». Le produit de cette contribution est utilisé pour promouvoir la valorisation des déchets d'emballage sous différentes formes en particulier en soutenant financièrement les opérations de collecte sélective et de tri menées par les communes. Au départ, la valeur moyenne de la contribution est d'un centime par emballage (voir le tableau 1) ; elle est destinée à augmenter par étapes jusqu'à trois centimes. Son montant est le même quels que soient les matériaux qui entrent dans leur composition et varie seulement en fonction du volume des emballages.

Le barème de la contribution a été calculé dans le but de couvrir à terme le surcoût occasionné pour les communes par la collecte sélective et le tri des déchets d'emballages ménagers, c'est-à-dire la différence entre le coût de la collecte sélective et du tri (net du produit de la vente des déchets triés) et ce que serait le coût d'une collecte indifférenciée suivie d'une incinération avec récupération d'énergie satisfaisant aux normes les plus récentes. Cette référence correspond à la stricte exécution de ce à quoi les communes seraient obligées à terme par la loi, dès lors que ne pourront être mis en décharge à partir de 2002 que ce qu'il est convenu d'appeler les 'déchets ultimes'.⁹

Tableau 1 : Barème initial de contributions à Eco-Emballages

> 30 000 l cm ³	10 c.
3 001 à 30 000 cm ³	2,5 c.
201 à 3 000 cm ³	1 c.
151 à 200 cm ³	0,5 c.
101 à 150 cm ³	0,25 c.
50 à 100 cm ³	0,10 c.
< 50 cm ³	Au poids, plafond : 0,10 c.

En centimes, pour les emballages "corps creux rigides"

source : Eco-Emballages, 1992, p.50

Pour inciter les collectivités locales à développer la valorisation, et plus particulièrement la collecte sélective avec tri, Eco-Emballages leur propose des contrats (d'une durée de six ans) dans lesquels elle leur assure une recette minimale par tonne de matériau valorisé. Cette recette minimale est issue d'un double paiement des déchets triés : un soutien direct assuré par Eco-Emballages, et un prix de reprise garanti payé par les filières de matériaux chargées du recyclage (voir le tableau 2). Par ces contrats, les municipalités s'engagent à respecter des objectifs de récupération qui soient compatibles avec ceux d'Eco-Emballages. Le soutien apporté n'a donc rien d'automatique : Eco-Emballages dispose d'une liberté de contracter avec les communes ou les syndicats intercommunaux qu'elles ont

⁹.- Il s'agit de déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités, dans les conditions technologiques et économiques en vigueur, soit pour en réduire le caractère polluant ou dangereux, soit pour en extraire une part valorisable.

constitués. Les municipalités devront en particulier suivre un cahier des charges précis et des prescriptions techniques minimales (PTM) concernant la qualité du tri des déchets destinés aux filières de matériaux. En d'autres termes, Eco-Emballages finance par contrats une prestation de service effectuée par les municipalités. Elle reçoit en contrepartie les déchets triés et récupérés et se charge de leur valorisation auprès des filières de matériaux.

L'objet du système de prix garantis n'est pas de créer un transfert de ressources des producteurs de matériaux vers les collectivités locales, car les prix garantis sont proches des prix de marché moyens, mais de stabiliser les marchés des matières de récupération afin de les rendre prévisibles et de garantir ainsi la viabilité des investissements des collectivités locales dans la collecte sélective et le tri. En effet, la faiblesse économique structurelle qui a longtemps affecté le secteur de la récupération, et qui a été responsable du sous-investissement et du faible niveau technologique dont ce secteur a souffert, est l'instabilité chronique des cours des matières de récupération. Jusqu'à ces dernières années, cette instabilité venait du fait que ce marché était un marché d'appoint vis à vis des marchés principaux où s'échangeaient les matières vierges. Les marchés de matières premières sont soumis à des fluctuations spéculatives importantes que différentes formules de fonds internationaux de stabilisation et de contrats à long terme n'ont jamais réussi à vaincre durablement (Giraud, 1983).

Tableau 2 : Versements d'Eco-Emballages et des filières de matériaux aux communes

(taux initiaux de 1993)

Matériau	Soutien direct Eco-Emballages	Prix de reprise garanti par les filières	Recette minimale pour la municipalité
Plastique	1500 F/t	enlèvement gratuit	1500 F/t
Aluminium			
- non incinéré	1500 F/t	1000 à 1500 F/t	2500 F/t
- incinéré	500 F/t	500 à 1000 F/t	1000 F/t
Fer / acier			
- non incinéré	300 F/t	50 à 200 F/t	350 F/t
- incinéré	75 F/t	0 à 50 F/t	75 F/t
Papier / carton	750 F/t	Enlèvement gratuit	750 F/t
Verre	0 F/t à 50 F/t	150 F/t	150 F/t

source : Eco-Emballages, 1993a, pp.10-11 et Perrier M.N., 1996

Le contexte

Le nouveau dispositif est ambitieux par l'objectif général qui lui a été fixé par les autorités publiques. Un taux de valorisation des déchets d'emballage de 75% en masse est retenu pour 2002 et au-delà. Les autorités tablaient sur un flux de déchets d'emballages de 7 Mt en 2002. C'est donc 5,25 Mt de ces déchets qu'il faudrait valoriser. Dans le plan de valorisation soumis

par Eco-Emballages, il était prévu que l'objectif fixé soit satisfait à 75% par le recyclage (valorisation matière) et à 25% par la valorisation énergétique. L'objectif de référence est donc un flux d'environ 4 Mt à recycler (environ 17% du total des déchets ménagers escomptés) et 1,3 Mt à incinérer à l'horizon 2002.¹⁰ Pour apprécier la portée de ces objectifs, il est utile de préciser qu'en 1990 52% des déchets municipaux étaient éliminés par mise en décharge et 38% par incinération. Cependant, la plupart des usines d'incinération existant en 1990 auront à être déclassées car ne respectant pas les normes d'émission en vigueur.

D'un point de vue comparatif européen, un élément clé de ce nouveau dispositif d'élimination des déchets d'emballage est le ferme refus de toute hiérarchisation centralisée obligatoire entre les techniques de valorisation¹¹ : production de composts, incinération avec valorisation énergétique, recyclage, réemploi des emballages sont autant de solutions jugées aussi légitimes les unes que les autres pour éviter la production de déchets destinés à la décharge, réservée aux déchets ultimes.

La loi sur les déchets de juillet 1992 a institué, pour la période courant jusqu'à 2002 une taxe parafiscale¹² sur les déchets mis en décharge qui est collectée par les gestionnaires des décharges en vue d'abonder le Fonds de la Modernisation de la Gestion des Déchets géré par l'ADEME. La même loi affirmait un principe de proximité selon lequel les déchets devaient être éliminés au plus près de leur lieu de production, de manière à limiter, en distance et en volume, le flux de déchets à transporter jusqu'aux centres de traitement. A cet effet, chaque département avait l'obligation d'adopter un plan départemental d'élimination des déchets ménagers avant le printemps 1996. Ce plan devait détailler les investissements à réaliser pour faire face aux flux de déchets prévisibles dans le département.

Sous réserve de ces deux contraintes, la plus grande autonomie était laissée aux acteurs locaux pour déterminer les meilleures combinaisons techniques en fonction de leur caractéristiques particulières. Une bonne adaptation aux contextes locaux, de façon à minimiser les coûts de traitement, était explicitement visée.

Dans une large mesure, ce parti de la décentralisation des choix techniques manifeste quels sont les milieux industriels qui ont eu le plus d'influence sur l'élaboration du nouveau régime de gestion des déchets : il ne s'agit pas des équipementiers, qui auraient été intéressés à promouvoir telle ou telle technique au moyen de la fixation de règles discriminantes ou hiérarchisantes. Ce sont les industries de matériaux et les conditionneurs qui ont été associés à l'élaboration de ce dispositif. Leurs objectifs pouvaient être ramenés à deux préoccupations principales :

- réduire au maximum la perturbation des marchés de matériaux et des stratégies de développement industriel des grands groupes, engagés dans les grandes manœuvres de la mondialisation ;
- imposer aux entreprises la charge financière la plus réduite possible qui soit compatible

¹⁰. - Ces objectifs de référence n'ont pas de valeur légale, mais seulement une valeur indicative de l'état du compromis initialement trouvé entre les industriels et l'administration.

¹¹. - Une telle hiérarchisation est à la base des approches néerlandaise et allemande. Elle place la réduction à la source avant le recyclage, qui lui-même est mieux coté que la valorisation énergétique, qui vient juste avant la mise en décharge. Elle fut un des points vifs d'opposition lors des négociations entourant la directive européenne sur les emballages et déchets d'emballages n° 94/62/CE (Buclet et Godard, 1997).

¹². - D'un taux initial de 20 F./tonne de déchets, elle devait passer à 40 F./tonne en 1998.

avec une solution acceptable, dans le contexte européen, du problème de l'élimination des déchets.

En fait, ces milieux industriels se sont lancés dans la conception d'un nouveau dispositif lorsqu'ils ont été mis au pied du mur par le ministre français de l'environnement, menaçant, faute de propositions alternatives, de mettre en place un système contraignant fondé sur une approche prescriptive et hiérarchisée analogue à celle envisagée par le gouvernement allemand au même moment.

C'est ainsi que le dispositif Eco-Emballages a résulté de l'articulation d'une concertation horizontale entre les différents secteurs industriels concernés et d'une concertation verticale entre ces milieux industriels et les pouvoirs publics.

3. Cohérence et contenu en incitations des mécanismes financiers du dispositif Eco-Emballages

Afin d'évaluer l'efficacité d'un nouveau dispositif, il convient d'abord de se demander s'il est organisé de façon à atteindre la performance attendue de ses créateurs : les moyens choisis permettent-ils d'atteindre les buts et objectifs fixés ? Il convient ensuite de se demander si cette performance est atteinte de façon économiquement efficace, c'est à dire au moindre coût. Dans un contexte d'information très imparfaite, il est évidemment difficile de donner des réponses précises à ces questions. On peut cependant étudier le contenu en incitations du dispositif et se demander si ces incitations vont dans la bonne direction et si elles sont calibrées de façon à peu près satisfaisante. Dans un système décentralisé comme le dispositif français de gestion des déchets d'emballages, il existe une condition majeure à satisfaire pour que toutes les opportunités soient exploitées de façon économiquement efficace par les agents de base : ces agents doivent recevoir de leur environnement économique les signaux appropriés, faute de quoi la décentralisation des choix peut orienter la collectivité vers des états fort éloignés de l'efficacité économique.

Il y a de bonnes raisons de penser que les règles initialement adoptées pour le dispositif Eco-Emballages ne permettaient pas d'atteindre l'objectif de référence pour le taux de recyclage ni de promouvoir une allocation globale des efforts telle que la réponse donnée au problème des déchets d'emballage puisse être tenue pour économiquement efficace. Les incitations mises en place étaient trop faibles ou contreproductives. En particulier les soutiens contractuels accordés aux communes ne représentaient pas des incitations suffisamment fortes pour les amener à investir suffisamment dans la collecte sélective et le tri. Dans le même temps, les recycleurs allaient ne pas trouver les matériaux recyclés offerts en France suffisamment attractifs du fait de prix plus élevés et d'une qualité moindre que les matériaux recyclés disponibles sur le marché européen. Ces deux résultats, en retrait sur les attentes, sont attribuables à plusieurs aspects du dispositif. On considérera successivement quatre aspects : le décalage entre les flux financiers engendrés et les performances physiques attendues ; le niveau des soutiens apportés aux communes ; la structure des contributions versées par les conditionneurs ; les conditions de reprise des matériaux triés (prix garantis et prescriptions techniques minimales).

Un écart entre les flux financiers mobilisables et les objectifs physiques de recyclage

On peut voir dans le dispositif Eco-Emballages principalement un mécanisme financier créé en vue d'une performance physique. Il existe un lien direct entre ces deux variables. Si les flux financiers sont sous-dimensionnés, la performance physique sera insuffisante. Que peut-on dire des premières années de mise en œuvre ?

En juin 1996, presque 6000 communes, représentant 20 millions d'habitants étaient directement ou indirectement parties prenantes de contrats avec Eco-Emballages, dont 8 millions seulement pour des opérations de collecte sélective et de tri. En 1995, les quantités recyclées étaient encre modestes, en particulier pour les matériaux autres que les métaux (voir le tableau 3). La même année 1995, 280.000 tonnes de déchets furent l'objet d'une valorisation énergétique. En 1995, les contributions collectées par Eco-Emballages se montèrent à 537 millions de francs, pour un total de soutiens versés aux communes de 194 MF. Les délais de mise en place d'une organisation adaptée et du montage de projets sérieux, les difficultés initiales des opérations de collecte sélective et de tri sont à l'origine de ce contraste entre les ressources et les emplois.

Tableau 3 : Quantités de déchets d'emballages recyclées en 1995
à travers Eco-Emballages

Matériau	Recyclage	Quantité totale*	% Recyclage
Acier	127 000	500 000	25.4%
Aluminium	1 200	30 000	4%
Papier-carton	24 000	1 800 000	1.3%
Plastiques	12 000	1 200 000	1%
Verre	256 000	2 300 000	11%
Total	420 200 tonnes	5 830 000 tonnes	7.2 %

* Quantité totale d'emballages ménagers mis sur le marché français

source : Eco-Emballages, 1996

Cette apparente abondance financière ne doit pas faire illusion. Si l'objectif de recyclage de référence devait vraiment être réalisé en 2002, le barème de contributions initialement prévu, avec un maximum de trois centimes pour le taux moyen, ne saurait être suffisant. A la date fixée, c'est une enveloppe de 2,4 Mds de F. qui serait dégagée, alors que les besoins financiers ont été évalués entre 3,1 et 5,2 Mds de F. selon la part prise par la valorisation énergétique. Il faudrait un taux de contribution moyen compris entre 4 et 7 centimes pour y parvenir (Togia, 1996), sur la seule base des barèmes initiaux de soutien. Or, la révision de ces barèmes intervenue en juin 1996, en augmentant le taux de soutien pour le recyclage des matériaux non métalliques (voir la section 4), devait encore accroître les besoins financiers futurs.

La perspective d'une telle augmentation des taux de contribution avait été par avance

exclue par certains participants importants à Eco-Emballages et pourrait déclencher une crise du dispositif si elle devait se concrétiser. Une autre issue à la situation serait de reconsidérer à la baisse les objectifs de référence pour le recyclage en donnant une place plus grande à la valorisation énergétique, option qui correspondait à la pente naturelle en France¹³ avant que le problème des pollutions résiduelles de l'incinération (dioxines) n'occupe le devant de la scène. Dans le contexte politique de 1998, l'option du tout incinération apparaît peu vraisemblable. Quoi qu'il en soit, le dispositif originel était frappé d'incohérence : il allait bien falloir réviser les objectifs ou les moyens.

Le niveau des soutiens apportés aux communes

Le principal instrument incitatif dont dispose Eco-Emballages pour promouvoir le développement de la collecte sélective et du tri est de proposer aux municipalités de les soulager d'une partie de la charge financière nette de cette filière. Le barème de soutien est supposé avoir été fixé à un niveau qui couvrirait le surcoût supporté par une commune qui basculerait d'une valorisation énergétique conforme aux normes en vigueur vers cette nouvelle filière. Le dispositif de soutien était-il suffisamment attractif ? On pouvait en douter pour trois raisons :

- La durée des contrats avec Eco-Emballages est plus courte que la période nécessaire pour amortir les investissements à consentir par les communes pour mettre en place collecte sélective et tri des déchets. En effet les contrats proposés par Eco-Emballages ont une durée maximale de six années, l'agrément donné initialement par les pouvoirs publics à Eco-Emballages n'étant lui-même valable que pour une durée de six ans. Dans une logique d'entreprise privée, devant assumer le risque normal de l'entreprise, cet horizon peut être jugé suffisant. Ce n'est pas la logique de collectivités locales, qui n'ont pas à assumer ce risque mais à réaliser une gestion sûre et prudente de services publics locaux pour le meilleur bénéfice des populations.
- Les soutiens prévus sur la base du barème de 1993 seraient insuffisants pour compenser tous les surcoûts que les communes s'engageant dans la collecte sélective et le tri auraient effectivement à supporter. En effet la situation de référence retenue n'est pas la situation courante qui caractérise le point de départ effectif du choix des communes, mais la situation dans laquelle elles seraient placées par hypothèse après avoir investi dans des unités modernes d'incinération. Une partie des communes peuvent escompter prolonger la durée de vie de leurs installations existantes sans avoir à supporter les coûts supplémentaires indiqués. Pour celles-là, l'offre d'Eco-Emballages pour le développement du recyclage n'est pas attractive. Par ailleurs, les coûts réels impliqués par la filière de la collecte sélective et du tri étaient et sont encore mal connus. Les estimations retenues par

¹³.- Une analyse des plans départementaux de gestion des déchets ménagers faite en 1996 montrait que l'investissement dans des usines d'incinération était alors la principale option prise en compte, représentant 78% du total des investissements planifiés. Ce poids de l'incinération était tel qu'un rapport parlementaire, le rapport Guellec (1997), s'en est ému, stigmatisant à la fois son coût excessif (il faudrait investir 10 Mds de F. chaque année jusqu'à 2002 pour réaliser les objectifs fixés) et son inadaptation aux contextes de plusieurs départements. Ce rapport préconisait une réorientation de la politique des déchets dans le sens du recyclage, mais aussi d'une approche plus réaliste du concept de 'déchets ultimes', de façon à réhabiliter la mise en décharge comme la solution la plus appropriée dans nombre de cas, en particulier en milieu rural.

Eco-Emballages ont été jugées trop optimistes par les communes qui tablaient sur des coûts plus élevés. Quand bien même ce ne serait pas le cas, l'offre d'Eco-emballages ne crée pas d'incitations positives à changer de filière de traitement, elle ne fait que mettre à niveau le coût de cette filière et celui des options concurrentes. Or la charge de surprise et de difficulté d'organisation attachée à la filière du recyclage est bien plus grande que celle de solutions techniquement plus éprouvées comme l'incinération. La seule prise en charge du surcoût ne crée donc pas une incitation positive à surmonter l'asymétrie des risques pour s'engager dans le recyclage. C'est d'ailleurs la prise de conscience de cette insuffisance qui a conduit à une révision des barèmes de soutien en juin 1996 (voir plus loin).

- Dans nombre de cas, les communes ne sont pas directement les partenaires d'Eco-Emballages ; ce sont les syndicats intercommunaux qui contractent avec cette dernière. La médiation de ces syndicats peut conduire à l'érosion des incitations parvenant au niveau des communes (par exemple à travers la fixation de taux uniformes de soutien), ne conduisant pas ces dernières à œuvrer en faveur du développement du recyclage.

La structure des contributions versées par les conditionneurs

Conformément à une tradition bien française, les contributions versées par les conditionneurs à Eco-Emballages ont été considérées comme un moyen de financement plus que comme un instrument incitatif. Mais la tradition française n'est pas seule en cause en la matière, mais bien la volonté des industriels d'éviter que le dispositif de recyclage n'interfère avec la concurrence qu'ils se livrent sur le marché des matériaux d'emballage.

Du point de vue d'une stratégie optimale d'incitation, le barème adopté souffre de deux faiblesses principales. D'abord l'industrie du conditionnement ne supporte que le surcoût moyen, plutôt sous-évalué, de la filière du recyclage et non la totalité du coût marginal en développement de toutes les opérations requises pour assurer le traitement et l'élimination des déchets résultant de l'emploi d'emballages.¹⁴ Ensuite, le taux des contributions ne reflète pas la vérité des coûts de traitement et des coûts externes de chaque matériau. Il y a là deux différences importantes avec le système allemand DSD, de conception générale similaire excepté sur ces deux points : les contributions versées par les industriels allemands doivent assurer la totalité du financement de la filière du recyclage et pas seulement son surcoût ; les contributions sont différenciées selon les matériaux en proportion d'objectifs de recyclage eux-mêmes différenciés (Defeuilley et Quirion, 1995). En France, le signal économique donné aux conditionneurs n'est donc pas suffisant pour les guider de façon appropriée au moment de procéder aux choix d'emballage, que ce soit pour déterminer l'intensité absolue d'emploi d'emballages ou pour procéder aux arbitrages entre des matériaux différents. En particulier, le fait que les contributions ne soient pas différenciées selon les matériaux composant les emballages ne permet pas la prise en compte des différences, pourtant significatives, dans les coûts de traitement et les coûts externes de ces matériaux. Cela signifie notamment que des substitutions économiquement souhaitables de certains

¹⁴.- On peut donner quelques ordres de grandeur : la filière traditionnelle d'élimination qu'est la collecte indifférenciée suivie d'une incinération peut revenir en moyenne à 750 F./tonne de déchets traitée, alors que l'option du recyclage, avec collecte sélective et tri, revient au moins à 1600 F. la tonne récupérée.

matériaux par d'autres ne sauraient être déclenchées.

Les conditions de reprise des matériaux triés

Le niveau de prix offert par les producteurs de matériaux pour reprendre les matériaux triés par les municipalités pourrait être un élément important du dispositif d'incitation. En fait, les conditions de reprise de ces matériaux ont constitué un important point de tension entre l'industrie et les collectivités locales depuis le début de l'établissement du nouveau dispositif, tant pour les prix que pour les questions liées à la qualité.

Les prix ont été fixés à des niveaux très proches des conditions de marché au moment où le dispositif a été mis en place. Ce n'est donc pas dans le niveau absolu de ces prix de reprise que résidait l'incitation, mais dans la garantie d'un prix minimum de reprise, permettant d'éviter les chocs de certaines fluctuations du marché. Cette disposition signifie que le risque a été transféré aux recycleurs qui doivent assumer eux-mêmes les changements des conditions de marché. Cela n'est pas nécessairement une chose facile dans la mesure où ces conditions changent très rapidement à l'échelle européenne. Par exemple, la chute du prix du PET fabriqué à partir de matières vierges et la concurrence sur le marché du PET régénéré en provenance d'Allemagne, d'Italie ou d'Autriche ont accentué les difficultés de la régénération du PVC, dont la fabrication et l'usage étaient importants en France. La qualité insuffisante des matériaux triés a également des répercussions directes sur les coûts de la régénération puisqu'alors les recycleurs doivent supporter le coût d'une opération supplémentaire de tri pour atteindre les normes en usage sur les marchés européens. Ce coût extra n'est pas pris en charge par Eco-Emballage. Aussi bien, les recycleurs ne sont-ils pas placés dans un environnement incitatif qui les pousserait à envisager une grande expansion du recyclage des matières plastiques et des papiers-cartons.

Lors de la négociation initiale du dispositif, des Prescriptions Techniques Minimales (PTM) sur la qualité des matériaux ont été exigées des communes en contrepartie des prix garantis accordés par les recycleurs. La définition, puis l'application, de ces normes minimales ont donné lieu à de multiples conflits entre communes et recycleurs. L'argument avancé par les collectivités locales, à partir de l'expérience pionnière de certaines d'entre elles, était le suivant : compte tenu de la variabilité de la composition des flux de déchets que les communes doivent traiter et des investissements technologiques qu'elles pouvaient réaliser, il ne leur était pas possible de satisfaire de façon régulière les PTM que l'industrie des matériaux voulait leur imposer. Ce conflit a été résolu par l'adoption de PTM moins rigoureuses pour les premières années, avec l'idée qu'elles pourraient être resserrées ultérieurement après une phase d'apprentissage. Le paradoxe de la situation présente est que les PTM ne sont pas assez sévères pour correspondre aux normes en vigueur sur les marchés européens, mais qu'elles sont encore trop sévères pour faire l'objet d'un respect absolu par les communes.

Au-delà de ces conflits techniques, le dispositif mis sur pied engendre une inversion paradoxale en plaçant de fait les collectivités publiques sous la tutelle d'entreprises privées. Cette relation renverse le sens normal de l'injonction dans les rapports entre institutions publiques et agents privés : au lieu que les producteurs d'emballages et les conditionneurs soient requis de prendre les dispositions nécessaires pour gérer les déchets de leurs produits,

principe pourtant établi par la loi, ce seraient les collectivités locales qui seraient désormais obligées de fournir des matières premières normalisées aux industriels concernés, comme n'importe quel fournisseur, faute de quoi les recycleurs pourraient refuser de reprendre les matériaux triés et se dégager de toute obligation de recyclage ! On voit que la définition de standards de qualité est ici une opération d'imputation des responsabilités et de partage des risques qui s'avère particulièrement critique du fait du statut hétérogène des partenaires en présence.

Un récapitulatif du contenu en incitations du dispositif Eco-Emballages

Au total, en contraste avec l'objectif de référence assigné au dispositif, les différents acteurs industriels ne sont pas fortement incités par les règles établies initialement à développer le recyclage. En amont, plus le recyclage se développerait, plus Eco-Emballages aurait à verser de soutiens financiers aux collectivités locales et plus les contributions payées par les conditionneurs devraient s'élever. En aval, plus le recyclage se développerait plus les filières de recyclage de matériaux auraient à reprendre des quantités importantes de matériaux recyclés, plus elles auraient de problèmes techniques et financiers à résoudre pour leur trouver un usage productif dans des conditions concurrentielles, ceci valant tout particulièrement pour les matières plastiques.

L'effet conjoint du faible niveau des incitations et de l'ampleur des incertitudes économiques et technologiques qui pesaient sur le dispositif Eco-Emballages était de pousser objectivement le système vers un équilibre à la fois sous-optimal dans l'économie des choix d'emballages et débouchant sur un taux de recyclage plutôt modeste. En prenant en compte tour à tour le point de vue des différents types d'acteurs, on s'aperçoit que plusieurs composantes forment système et conduisent vers un attracteur en retrait par rapport à l'objectif de référence : des investissements consentis par les communes pour les filières du recyclage demeurant limités (trop cher, trop risqué) ; un besoin réduit de soutien financier de la part d'Eco-Emballages ; le maintien des contributions versées par les conditionneurs à un niveau modéré ; le niveau modeste du flux de matériaux recyclés à valoriser par les filières de matériaux. Hormis les pouvoirs publics et les habitants qui devront supporter les conséquences des choix alternatifs, les acteurs les plus directement associés au dispositif Eco-Emballages sont objectivement incités à ne pas jouer la carte d'un développement important du recyclage.

A s'en tenir à ce premier examen, on peut légitimement se demander si le dispositif mis en place avait réellement pour objet de promouvoir le recyclage. On sait que le dispositif Eco-Emballages a été mis sur pied dans un contexte où menaçait l'adoption en France d'un système plus contraignant, inspiré de la solution allemande, et où s'était engagée la discussion du projet de directive européenne sur les emballages et les déchets d'emballage. La création de ce dispositif n'avait-il pas pour objectif tacite d'occuper le terrain, de donner le change et d'éviter que les autorités publiques ne soient tentées par des solutions qui auraient impliqué des coûts plus élevés pour l'industrie ? Ce dispositif ne devait-il pas montrer par l'expérience que le recyclage n'était pas une option viable à grande échelle et que le réalisme économique devait provoquer une révision à la baisse des objectifs fixés ? On ne peut certainement pas exclure que ces intentions aient été présentes au moment de la conception du dispositif Eco-Emballages. Cependant, une fois mis sur pied, ce dispositif a permis un apprentissage

collectif. L'organisation mise en place a dû surmonter différents accès de crise et s'adapter à un contexte politique national et européen changeant. Elle disposait pour ce faire de la souplesse requise et des mécanismes de révision des règles du jeu. Quelles que soient les imperfections et intentions initiales, le dispositif pouvait emprunter une trajectoire institutionnelle d'amélioration progressive de sa performance physique et de son efficacité économique. Ce sont ces mécanismes qu'il convient d'évoquer.

4. Un dispositif doté de mécanismes d'apprentissage

Six ans après son adoption, le dispositif français de gestion des déchets d'emballages n'a pas atteint un état stable. A travers de petites crises, et sous l'effet de l'amélioration de l'information et du progrès technique, le système a bougé. En effet, découvrir ce qu'étaient les coûts et les performances de différentes techniques de collecte et de tri des matériaux représentait un défi important dans la période de lancement. Il n'était pas possible de définir une fonction unique d'arbitrage entre recyclage et valorisation énergétique à partir, par exemple, de la taille du flux de déchets d'emballages à traiter. Une approche de tâtonnement s'imposait. Le statut de droit privé d'Eco-Emballages lui a permis de s'adapter beaucoup plus aisément que si l'on avait confié à une administration le soin de piloter le programme.

Une approche expérimentale

Depuis ses premiers pas, Eco-Emballages a adopté une stratégie misant sur une démarche d'expérimentation, de façon à développer un apprentissage conjoint avec les communes. Pendant les deux premières années, son action s'est concentrée sur l'identification d'un groupe de situations types aptes à représenter l'ensemble très diversifié des contextes dans lesquels se pose le problème de la valorisation des déchets, des zones rurales à habitat dispersé jusqu'aux zones urbaines où prédomine un habitat collectif dense. Quarante et un sites pilotes furent retenus sur cette base, qui correspondaient à différentes combinaisons techniques et formes d'organisation. Le développement des programmes de ces sites pilotes bénéficie de l'assistance d'Eco-Emballages qui s'est donné aussi pour mission de diffuser l'information collectée auprès des autres communes. A terme, le but était de disposer d'un nombre plus limité de modèles organisationnels et techniques de référence devant servir de repères, en particulier sur le plan de l'organisation et sur celui des coûts, pour les communes désireuses d'entrer dans le système. Cette approche expérimentale pouvait bénéficier de financements spécifiques trouvant leur source dans le Fonds de la Modernisation de la Gestion des Déchets, dans la mesure où les projets étaient innovants.

Tout cela avait pour condition que les communes n'investissent pas toutes en même temps de façon massive dans la voie du recyclage, puisque cela leur aurait interdit de tirer les leçons des sites pilotes et aurait provoqué la fixation dans le capital installé de techniques inférieures, dans l'ensemble, à celles qui pourraient émerger de plusieurs années d'expérimentation. La visée d'une montée en puissance progressive, et non massive, du recyclage était donc justifiée du point de la recherche de l'efficacité économique. Encore fallait-il prendre en compte les risques symétriques de *lock-in* technologique (Arthur, 1989)

auxquelles s'exposaient les collectivités locales si, du fait des contraintes légales à l'horizon 2002 (interdiction de la mise en décharge, sauf pour les déchets ultimes), elles décidaient d'investir massivement dans les systèmes d'incinération qui, la question du coût d'investissement mis à part, leur posait moins de problèmes du point de vue de l'organisation des filières de collecte des déchets. D'ailleurs, les techniques d'incinération étaient favorisées en France par les grandes compagnies d'ingénierie ou les sociétés privées assurant le service de collecte et de traitement des déchets pour le compte des communes, s'agissant de techniques qu'elles maîtrisaient particulièrement bien. Cependant, choisir l'incinération comme la technique de base pour la gestion des déchets pouvait exposer la France à une importante crise de légitimité touchant aux risques environnementaux et sanitaires engendrés par les résidus polluants des fumées, comme des exemples récents de fermeture d'unités d'incinération responsables de taux excessifs de dioxine en confirment la possibilité. Gestion avisée du calendrier et gestion anticipative du risque technologique apparaissent ainsi comme deux éléments clé du pilotage de l'exploration des alternatives technologiques pour la gestion des déchets. Si, en France, le balancier a nettement penché en faveur de l'incinération de 1992 à 1996, le tout-incinération s'est trouvé remis en cause depuis 1996. On en trouve l'effet dans la révision des barèmes de soutien d'Eco-Emballages aux communes qui a été opérée en juin 1996.

Le mécanisme de révision des barèmes de soutien financier aux communes

L'agrément public initial donné par les autorités à la société Eco-Emballages avait été accordé pour une durée de six années. Cependant, un examen intermédiaire et une révision des barèmes devaient intervenir au bout de trois années. Cette révision est intervenue en juin 1996 après plusieurs mois de négociations difficiles. Le sens général de cette révision fut de reconnaître la nécessité d'accroître le niveau de soutien pour le recyclage de certains matériaux et de rendre globalement le recyclage plus attractif. L'expérience des trois premières années avait en effet montré que les communes avaient tendance à privilégier l'incinération des matières plastiques et des papiers-cartons et n'étaient guère attirées par les filières de la collecte sélective et du tri en vue du recyclage des déchets d'emballage.

Le barème révisé (voir le tableau 4) comprend désormais une incitation non proportionnelle à recycler les papiers et cartons, le plastique et le verre. La subvention unitaire est beaucoup plus élevée pour les communes qui ont un rendement élevé de collecte sélective par habitant. Par exemple, pour le plastique, la subvention est de 1500 F./tonne si le rendement est inférieur à 2,5 kg/an/habitant et de 4750 F./tonne si le rendement est supérieur à 5 kg/an/habitant. Parallèlement, l'incinération avec valorisation énergétique ne peut désormais être subventionnée que lorsqu'un taux minimum de recyclage est réalisé par la commune bénéficiaire ; et les quantités de déchets empruntant la voie de la valorisation énergétique qui peuvent être subventionnés dépendent des quantités de matériaux qui sont parallèlement recyclés : le recyclage d'une tonne de plastique donne droit à une subvention pour la valorisation énergétique de trois tonnes de plastique.

On est en droit de penser que ces ajustements ne seront pas suffisants pour résoudre les difficultés courantes et résorber le déséquilibre entre les objectifs de référence pour le recyclage et les flux financiers mobilisés (voir l'analyse de la section précédente). Toutefois, le dispositif Eco-Emballages est suffisamment résilient, d'un point de vue technique, pour

réussir de nouvelles adaptations. Par exemple, une action de soutien spécifique au développement des filières de valorisation des matériaux recyclés, en aval de l'intervention des communes, pourrait être la bienvenue. Il reste à déterminer quelle est la résilience politique du dispositif : en augmentant la transparence des coûts de traitement des différents matériaux, en accroissant le montant des contributions financières demandées aux conditionneurs pour financer des soutiens à la fois plus diversifiés et plus élevés, n'est-ce pas la base minimale de l'action commune entre les différents partenaires industriels que scellait le dispositif Eco-Emballages qui peut voler en éclats ? Le rapport Guellec de 1997 fournissait une manière de réponse en considérant comme irréalistes les objectifs fixés par la loi sur les déchets de 1992, en demandant la réhabilitation des décharges, mais aussi en condamnant la part excessive dévolue jusqu'alors à l'incinération. Depuis lors, les décisions consécutives au réexamen de la politique publique des déchets sont attendues.

**Tableau 4 : Versements d'Eco-Emballages et des filières de matériaux
aux collectivités locales**

(après révision des barèmes en juin 1996)

Matériau	Soutien direct Eco-Emballages	Prix de reprise garanti par les filières	Recette minimale pour la municipalité
Plastique	1500 F/t à 4750 F/t	enlèvement gratuit	1500 F/t à 4750 F/t
Aluminium			
- non incinéré	1500 F/t	1000 F/t	2500 F/t
- incinéré	500 F/t	750 F/t	1250 F/t
Fer / acier			
- non incinéré	300 F/t	50 à 200 F/t	350 F/t
- incinéré	75 F/t	0 à 50 F/t	75 F/t
Papier / carton	750 F/t à 1650 F/t	enlèvement gratuit	750 F/t à 1650 F/t
Verre	20F/t à 50 F/t	150 F/t	170 F/t à 200 F/t

source : Perrier, 1996 ; Guellec, 1997

Conclusion

La France a adopté une démarche originale, au regard de sa pratique antérieure des politiques publiques, en matière de gestion des déchets d'emballages ménagers. La mise sur pied dès 1992 du nouveau dispositif s'est appuyée sur la concertation avec les industriels, la décentralisation des choix, la recherche de la complémentarité des techniques et les idées d'expérimentation et de progressivité. En fait, les industriels ont été au cœur de la définition du nouveau dispositif et jouent un rôle essentiel dans son application. Les municipalités gardent cependant la maîtrise formelle de leurs choix techniques et organisationnels et ont la possibilité de les exercer en fonction des situations locales. Le consortium privé Eco-

Emballages est la pièce maîtresse du nouveau dispositif.

Il était intéressant d'appréhender le dispositif Eco-Emballages sur deux plans : celui de ses résultats en termes de traitement des déchets ; celui du processus qui a présidé à sa conception.

La conception initiale du dispositif Eco-Emballages n'a pas incorporé un système d'incitations tel que les conditionneurs et les producteurs de matériaux aient un intérêt direct à voir le recyclage se développer de façon importante. L'équilibre implicite résultant des règles du jeu initiales a tendu à se faire autour d'un taux modeste de recyclage, bien plus modeste que l'objectif de référence mentionné dans le dossier d'agrément du consortium et attendu par les pouvoirs publics. Par ailleurs, le dispositif n'a pas suscité les incitations appropriées pour que les conditionneurs modifient leurs décisions d'emploi des emballages et traitent le problème à sa source en fonction des coûts généralisés d'emploi de chaque matériau.

La mise en place d'Eco-Emballages résulte d'une décentralisation originale du processus de conception du dispositif lui-même, puisque les autorités publiques ont délégué leurs pouvoirs de conception aux milieux industriels concernés : c'est le ministre de l'environnement de l'époque qui a demandé aux industriels concernés (producteurs de matériaux et conditionneurs) de lui proposer un schéma d'organisation qui leur conviendrait. A la suite des rapports Riboud et Beffa de 1991, les propositions des industriels ont été acceptées telles quelles par le gouvernement et validées par un décret.

La principale idée développée dans cette communication est que ces deux facettes du dispositif doivent être rapprochées l'une de l'autre car un lien étroit relie la performance du dispositif au processus qui a conduit à son adoption.

En effet, la délégation par les pouvoirs publics aux industriels du soin d'élaborer cette pièce importante du nouveau régime public de gestion des déchets a eu une contrepartie : se sont trouvées gommées des dispositions qui, bien que répondant à l'intérêt de la collectivité, auraient été en contradiction avec les intérêts communs des industriels concernés ou auraient remis en cause les conditions de la formation d'un accord entre eux. Ainsi s'est trouvée confirmée l'idée selon laquelle les accords volontaires ne peuvent fonctionner que si la coopération entre les industriels concernés s'appuie de façon stable sur un terrain d'intérêts convergents suffisamment forts pour qu'ils acceptent de travailler ensemble à la réalisation d'un objectif commun et de surmonter les rivalités et divergences d'intérêts qui les opposent par ailleurs (Glachant, 1994). De ce fait, la logique qui s'est manifestée à l'occasion de la création d'Eco-Emballages a été d'éviter toute disposition ayant pour effet de :

- limiter la taille des débouchés industriels ou modifier en profondeur les stratégies industrielles poursuivies - ce qui aurait été le cas de contributions élevées ayant pour effet de réduire les flux d'emballages à la source ;
- modifier les termes de la concurrence entre les productions respectives des professions parties prenantes, c'est à dire, ici, entre les différentes filières de matériaux - ce qui aurait été le cas de contributions nettement différenciées par matériaux d'emballage au regard de leurs coûts de traitement et de leurs coûts externes ;
- perdre la maîtrise des relations contractuelles nouées avec les municipalités (en termes d'efforts, de risques, de durée, de choix des partenaires) d'une façon qui aurait amené les milieux industriels à perdre le contrôle de leur niveau d'engagement financier.

Dans le même temps, le cadre d'action commune mis en place au travers d'Eco-Emballages a incorporé des mécanismes d'apprentissage sur les options technologiques et sur les coûts qui devaient permettre, avec le temps, de réduire différentes sources d'incertitude. Il comprenait également des mécanismes d'approfondissement de la coopération entre les parties associées à la gestion du dispositif : l'expérience renouvelée de la concertation, les divers 'investissements de forme' requis pour faire tenir et fonctionner le dispositif (du 'point vert' apposé sur les emballages aux contrats avec les collectivités locales) représentent autant de facteurs d'une solidification institutionnelle progressive qui accroît le coût de la défection pour les participants¹⁵. Dans ce cadre, en révélant la distribution des coûts et des avantages, l'aiguillon de l'information économique peut pousser à l'intégration d'incitations plus vives et différenciées, qui permettraient à la trajectoire institutionnelle de rapprocher la performance du système d'une allocation économiquement efficace. Il reste que l'élaboration et l'approfondissement d'un intérêt commun interindustriel ne suffisent pas à optimiser la gestion de ces déchets du point de vue de la collectivité dans son ensemble et que les pouvoirs publics ont une responsabilité propre qui est d'assurer une représentation large de tous les points de vue affectés et de se porter garant de la recherche de l'efficacité d'ensemble des politiques. Il demeure également un risque non négligeable que la formulation d'objectifs physiques de recyclage trop élevés, avec un calendrier trop rapproché, puisse faire éclater la structure d'action commune.

Au vu de ce diagnostic, qui n'est pas en contradiction avec les analyses conduites sur d'autres dispositifs institutionnels¹⁶, il est aujourd'hui clair que le plus grand défi pour les économistes intéressés par les instruments des politiques publiques, en particulier dans le champ de l'environnement, n'est plus d'identifier ce que sont les allocations efficaces, ni de déterminer quels instruments pourraient, dans l'absolu, réaliser de telles allocations si d'aventure ces instruments étaient mis en œuvre, mais d'éclairer le choix de procédures de coopération entre les pouvoirs publics et les agents économiques qui seraient susceptibles de conduire ces partenaires à vouloir sélectionner et mettre en œuvre des règles du jeu qui pourraient conduire à des allocations économiquement efficaces ou qui prévoiraient des mécanismes d'apprentissage qui pourraient y mener.

Références bibliographiques

- Arthur, B. (1989), « Competing technologies, increasing returns and lock-in by historical events », *The Economic Journal*, Vol. 99.
- Boltanski, L. and Thévenot, L. (1991), *De la justification. Les économies de la grandeur*. Paris, Gallimard, (Coll. « Les Essais-NRF »).
- Buclet, N., Defeuilley, C., Godard, O. (dir.), Serret, Y. (1997), *La gestion des déchets ménagers en France et en Europe. Régimes nationaux, besoins de coordination*

¹⁵. - S'ils se retirent d'un consortium comme Eco-Emballages, les conditionneurs d'un secteur doivent prendre en charge directement l'organisation de l'élimination des déchets d'emballages issus de leurs produits.

¹⁶. - Se reporter par exemple à l'évaluation du dispositif des agences de l'eau en France menée sous l'égide du Commissariat général du Plan (1997).

- européenne et enjeux de compétitivité pour l'industrie française*. Paris, CIRED, rapport final de la recherche soutenue par l'ADEME, le PIREVS-CNRS et le Club CRIN « Environnement », janvier.
- Buclet, N. et Godard, O. (1997), « L'émergence négociée d'une norme économique commune au sein des institutions européennes : la directive communautaire sur les emballages et déchets d'emballages », *Revue Politiques et Management Public*, Vol. 15, (2), juin, pp. 73-95.
- Coase, R. (1960), « The problem of social cost », *Journal of Law and Economics*, Vol. III, October.
- Commissariat général du Plan (1997), *Évaluation du dispositif des agences de l'eau – Rapport au gouvernement*. Paris, La Documentation française, décembre.
- Commission des Communautés européennes (1996), *Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen concernant les accords dans le domaine de l'environnement*. Bruxelles, COM(96)561 final, 27.11.1996
- Defeuilley, C. and Godard, O. (1997), « The economics of packaging waste recycling in France: institutional framework and technological adoption », *International Journal of Environment and Pollution*, Vol. 7, (3), pp. 538-546.
- Defeuilley, C. and Godard, O. (1998), « La nouvelle politique de gestion des déchets d'emballages. Quand concertation et décentralisation ne riment pas avec incitation », in B. Barraqué (éd.), *Vingt-cinq ans de politiques d'environnement en France*. Paris, Ed. Recherches, à paraître.
- Defeuilley, C. and Quirion, P. (1995), « Les déchets d'emballages ménagers : une analyse économique des politiques française et allemande », *Économie et statistique*, (290).
- Dente, B. (ed.) (1995), *Environmental Policy in Search of New Instruments*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Eco-Emballages (1992), *Demande d'agrément*, Levallois-Perret.
- Eco-Emballages (1993), *Eco-Emballages et les collectivités locales*, Levallois-Perret.
- Giraud, P.N. (1983), *Géopolitique des ressources minières*, Paris, Économica.
- Glachant, M. (1994), « The setting of voluntary agreements between industry and government: bargaining and efficiency », *Business Strategy and the Environment*, Vol. 3, (2).
- Godard, O. (1994), *L'expérience américaine des permis négociables dans le domaine de la pollution atmosphérique*. Paris, CIRED, (Coll. Environnement et Société 94/11), décembre, 92 p.
- Godard, O. (1995) « Trajectoires institutionnelles et choix d'instruments pour les politiques d'environnement dans les économies en transition », *Revue d'études comparatives Est-Ouest*, CNRS, Vol. 26, (2), juin, pp. 39-58.
- Godard, O. (1997a), « Social decision-making under scientific controversy, expertise and the precautionary principle », in C. Joerges and K.-H. Ladeur (eds).- *Integrating scientific expertise into regulatory decision-making - National experiences and European innovations*. Baden-Baden, Nomos-Verlagsgesellschaft, pp. 39-73.

- Godard, O. (1997b), « Les permis négociables et la Convention sur le climat : de l'expérience américaine aux enjeux de l'harmonisation », *Revue de l'Énergie*, (491), octobre, pp. 606-622.
- Godard, O. (1997c), « Institutional trajectories and environmental policy instruments : filling the efficiency gap », in L. Metz und H. Weidner (Hg.), *Umweltpolitik und Staatsversagen*, Berlin, edition Sigma, pp. 439-444.
- Godard, O. et Beaumais, O. (1994), « Économie, croissance et environnement - De nouvelles stratégies pour de nouvelles relations », *Revue économique*, Vol. 44, Hors série, pp. 143-176.
- Guellec, A. (1997), *Déchets ménagers : pour un retour à la raison*. Rapport d'information n° 3380. Paris, Commission de la production et des échanges, Assemblée Nationale.
- Henry, C. (1984).-« La micro-économie comme langage et enjeu de négociations », *Revue économique*, Vol. 35, (1), janvier.
- Lévêque, F. (ed.) (1996), *Environmental Policy in Europe. Industry, Competition and the Policy Process*. Cheltenham, Edward Elgar.
- Majone, G. (1989), *Evidence, Argument and Persuasion in the Policy Process*. New Haven & London, Yale University Press.
- Merrien, F.X. (1993), « Les politiques publiques entre paradigmes et controverses », in CRESAL (ed.), *Les raisons de l'action publique. Entre expertise et débat*. Paris, Ed. L'Harmattan, (Coll. Logiques politiques).
- OCDE (1975), *Le principe pollueur payeur. Définition, analyse, mise en œuvre*. Paris, Ed de l'OCDE.
- Perrier, M.N. (1996), « Les financements au fonctionnement des collectes sélectives », Conférence *Maîtriser un programme de collecte sélective*, ADEME et Eco-Emballages, Lyon, 22 Octobre.
- Skou Andersen, M. (1994), *Governance by Green Taxes. Making Pollution Prevention Pays*. Manchester, Manchester University Press.
- Togia, A. (1996), *Une approche économique de la gestion des déchets d'emballage en France : une modélisation du système Eco-Emballages*, Paris, CIRED, Mémoire du DEA « Économie de l'environnement et des ressources naturelles », EHESS, Université de Nanterre - Paris X et ENGREF, septembre.
- Thévenot, L. (1985), « Les investissements de forme », in *Conventions économiques*. Paris, PUF, (Cahiers du Centre d'Études de l'Emploi).
- Whiston, T. and Glachant, M. (1996), « Voluntary agreements between industry and government - The case of recycling regulations », in Lévêque, F. (ed.), *op. cit.*
-